Environnement Canada | Environment Canada
Conservation et Protection | Conservation and Protection
Environment Canada Environnement

Rapport technique (Service canadien de la fau
ne. Direction de l'état de l'environnement. D
No: 13 Date: 890600

3001387H
OOFF EXC 1

EDE

Direction des stratégies et méthodes scientifiques
Direction de l'état de l'environnement
Service canadien de la faune

Canada

RAPPORT SUR LES PROCESSUS NATURELS ET LES ACTIVITÉS HUMAINES ET LEURS EFFETS SUR L'ENVIRONNEMENT DU FLEUVE SAINT-LAURENT

rapport n° 13

préparé par la
Division des stratégies et méthodes scientifiques

juin 1989

Stratégies et méthodes scientifiques
Direction de l'état de l'environnement
Service canadien de la faune

Environnement Canada
Rapport technique n° 13

TABLE DES MATIÈRES

		Page
1.0	**INTRODUCTION**	1
2.0	**LES PROCESSUS NATURELS**	2
2.1	Le vieillissement des lacs, des rivières et du fleuve	2
2.2	Les crues et les étiages	3
2.3	Le lessivage de la matière organique	3
2.4	Les glissements de terrain, les coulées boueuses et l'érosion des berges	4
3.0	**LE DÉVELOPPEMENT**	5
3.1	Le développement urbain	6
3.2	Le développement agricole	7
3.3	Le développement récréatif	7
3.4	Le développement énergétique	8
4.0	**LES ACTIVITÉS HUMAINES**	9
4.1	La vie urbaine	10
4.2	L'activité agricole	10
4.3	La production industrielle	12
4.4	Le transport	13
4.5	La pêche sportive et commerciale	15
4.6	La villégiature	15
5.0	**EFFETS DE DIFFÉRENTES FORMES DE POLLUTION SUR L'ENVIRONNEMENT FLUVIAL**	17
5.1	Les particules minérales	17
5.2	La matière organique	17
5.3	Les bactéries	18
5.4	Les nutriments	19
5.5	Les métaux lourds	20
5.6	Les pesticides	21
5.7	Les solvants	23
5.8	Les hydrocarbures	25
5.9	Les sels minéraux	26
5.10	La chaleur	27
5.11	Les radionucléides	27
6.0	**BIBLIOGRAPHIE**	30

1.0 INTRODUCTION

Ce rapport sur les stress des activités humaines et de leurs effets sur l'environnement du fleuve Saint-Laurent s'avérait une étape nécessaire avant d'entreprendre la production d'un atlas sur l'état de l'environnement du fleuve Saint-Laurent. L'objectif principal de ce rapport est de s'informer sur les problèmes environnementaux inhérents au fleuve et d'établir l'état des connaissances sur les interrelations entre les activités humaines et l'état de l'environnement.

Ce document répond à un besoin d'améliorer notre compréhension des interrelations des activités humaines (stress) et des conséquences (effets) qu'elles ont sur l'environnement. Cette évaluation de l'état des connaissances sur les causes et facteurs des changements environnementaux nous permettra, dans un seconde étape, d'adapter un cadre organisationel faisant la distinction entre les indicateurs de stress et les indicateurs d'effets. Les étapes subséquentes nous menant à la production de l'atlas sur l'état de l'environnement du fleuve Saint-Laurent (rapport technique n 12) sont; un inventaire des données disponibles les plus représentatives de la situation environnementales du fleuve, la création d'une banque de données intégrée, l'intégration des données et finalement la cartographie.

Dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent, l'objet du présent rapport est, à partir d'une synthèse bibliographique, de mettre en relief les interrelations qui existent entre les processus naturels, les formes de développement, les activités humaines et les réponses connues du milieu fluvial aux différentes formes de stress auquel il est soumis. Ces interrelations sont illustrées au moyen d'exemples mettant en jeu différentes espèces du milieu aquatique.

2.0 LES PROCESSUS NATURELS

Les qualités naturelles des eaux d'un fleuve sont déterminées, dans un premier temps, par la géologie du bassin versant et, dans le second, par les caractéristiques des surfaces drainées (Péguy, 1970).

Le Bouclier canadien comprend la pénéplaine de l'Ungava, un vaste plateau archéen et la chaîne des Laurentides, sa bordure méridionale. Sa géologie consiste en des gneiss précambriens comportant des intrusions de granites, de basaltes et de syénites, le tout aplani, arrondi et moutonné par les glaciations et la météorisation (Cailleux, 1976). La plaine alluvionnaire du Saint-Laurent est constituée de roches sédimentaires d'âge paléozoïque, à savoir des calcaires, des dolomites, des grès et des schistes, recouvertes par du drift glaciaire et par des sables et des argiles stratifiées déposées durant le stade de Champlain (Cailleux, 1976). Le massif appalachien fut plissé et abrasé au niveau de la mer pendant la révolution taconienne (Ordovicien) et, ensuite, il fut surélevé alors qu'il subissait un dernier effort de plissement durant la phase acadienne (Dévonien). Ce massif a une structure complexe où voisinent de grandes formations calcaires, des schistes argilitiques, des intrusions de serpentinite, des quartzites cambriens et des épanchements granitiques (Cailleux, 1976).

La forêt décidue occupe le sud du Québec et les érablières à caryer, à bouleau jaune et à tilleul forment les essences dominantes de cette zone de feuillus tolérants (Marie-Victorin, 1964). La forêt mixte apparaît comme une zone de transition entre la forêt décidue et la forêt boréale. Les principales associations végétales présentes sont la sapinière à bouleau jaune et la bétulaie jaune à sapin. Au nord, la forêt boréale est essentiellement peuplée d'essences résineuses. Les écosystèmes dominants sont la sapinière à bouleau blanc et la sapinière à épinette noire (Marie-Victorin, 1964).

La nature géologique des roches et la décomposition de la litière forestière influencent les paramètres bio-physico-chimiques des eaux de surface. Ainsi, les roches gneissiques précambriennes et les peuplements de conifères donnent une eau douce et brune alors que les roches carbonatées et magnésiennes des basses terres et du massif et les peuplements de feuillus fournissent une eau dure et verte (Pêches et Environnement Canada, 1977).

2.1 Le vieillissement des lacs, des rivières et du fleuve

L'eutrophisation d'un écosystème aquatique est d'abord un phénomène naturel qui peut s'étendre sur plusieurs milliers d'années, tout dépendant de l'enrichissement naturel en nutriments du milieu récepteur (Bergeron, 1974). Au cours de ce processus, le milieu aquatique se charge de plus en plus d'éléments nutritifs. Il en résulte un accroissement des organismes et de la matière organique. Ainsi, l'écosystème aquatique passe graduellement du stade oligotrophe (jeune) au stade mésotrophe (moyen) et se termine au stade eutrophe (vieux). Ces changements se traduisent par

une perte de qualité du milieu aquatique et de ses usages, c'est-à-dire des activités récréatives ou de source d'eau potable (MENVIQ, 1988).

2.2 Les crues et les étiages

Parmi les phénomènes naturels reliés à l'eau, on retrouve la crue des eaux qui est responsable des inondations et les étiages qui sont responsables des pénuries. Ce sont certes les deux actions naturelles qui affectent le plus les installations de l'homme et qui perturbent ses activités.

L'histoire des Québécois est marquée par de grandes crues mémorables dont le rythme semble s'accentuer (MENVIQ, 1988). De plus, les dégâts causés prennent des proportions inquiétantes. Toujours selon le MENVIQ (1988), environ 15 000 résidences ont été frappées plus ou moins périodiquement d'inondations. A ce nombre, il faut ajouter les chalets, les commerces, les industries, les fermes et les édifices publics.

Les basses eaux affectent la navigation sur le fleuve en obligeant les navires à diminuer leur chargement et à s'accommoder d'un tirant d'eau moindre. De plus, les étiages estivals limitent la qualité et la quantité des approvisionnements en eau des municipalités riveraines. En effet, la capacité de dilution des eaux vannes des cours d'eau tributaires et autres effluents antropiques est grandement diminuée. Ceci entraîne une réduction de la salubrité des eaux lorsque leur potentiel de regénération est dépassé. La contamination bactériologique devient alors importante et les mauvaises odeurs apparaissent (MENVIQ, 1988).

2.3 Le lessivage de la matière organique du sol

La matière organique du sol est une source importante de nutriments comme l'azote, le carbone et le phosphore et d'oligoéléments tels que le bore, le fer, le magnésium, le molybdène et le zinc (Bergeron, 1986). Hôte d'une myriade de micro-organismes détritivores, la matière organique constitue un agent de liaison nécessaire au maintien de la structure du pédon (Dajoz, 1975). En effet, les décomposeurs recyclent la matière organique en éléments minéraux directement assimilables par les plantes (Odum, 1971). De plus, l'action mécanique des invertébrés se traduit par des sols non compacts et bien aérés.

Or, le ruissellement des eaux emporte une partie de la matière organique vers le réseau fluvial. De plus, le lessivage s'accentue lorsqu'il s'agit de précipitations acides. En effet, les nutriments et oligoéléments deviennent très solubles en milieu légèrement acide (Bergeron, 1974).

Cependant, la végétation indigène, en plus de renouveler la couche d'humus par ses débris, offre une protection naturelle à la matière organique. D'une part, elle sert d'écran en empêchant les gouttelettes de tomber directement sur la litière et, d'autre part, elle agit comme un tampon empêchant le ruissellement (Bergeron, 1974). Donc, cet interface naturel limite la quantité de matière organique emportée par les eaux de ruissellement.

2.4 Les glissements de terrain, les coulées boueuses et l'érosion des berges

Le retrait de la calotte glaciaire, au Wisconsin supérieur, a laissé sur les basses terres une vaste étendue d'eau, la mer de Champlain. Progressivement, plusieurs dizaines de mètres de sédiments fins se sont accumulés au fond de cette mer intérieure. Ensuite, la remontée isostatique du continent a exposé ces dépôts marins à l'air libre.

Le paléo-Saint-Laurent et ses tributaires se sont développés et leurs vallées se sont encaissées par érosion des berges dans les argiles marines. Les glissements de terrain et les coulées boueuses ont débuté dès que les dénivellations ont été suffisantes, compte tenu des propriétés géomécaniques des dépôts de surface (Bergeron, 1986). Ces processus d'érosion naturelle des dépôts de surface s'intègrent à l'histoire géologique de la vallée du Saint-Laurent.

Ces facteurs imposent une contrainte majeure à l'utilisation du sol. Comme les inondations, ils sont naturels et prévisibles. Dans les zones sensibles, il faut volontairement limiter les activités humaines afin de prévenir les pertes humaines et matérielles inportantes. D'une part, les phénomènes d'érosion et de glissement peuvent nécessiter des travaux correctifs et préventifs qui ont un certain impact financier. D'autre part, les coulées boueuses, par leur ampleur, peuvent avoir des conséquences importantes sur la sécurité de la population (MENVIQ, 1988).

Enfin, les glissements, les coulées et l'érosion sont des sources occasionnelles, mais importantes, d'enrichissement du fleuve en particules minérales et en matière organique. De plus, le réseau fluvial capte tout ce qui se trouve à la surface des zones touchées ou érodées.

3.0 LE DÉVELOPPEMENT

La plupart des établissements humains sont situés à proximité d'un écosystème aquatique (Odum, 1971). En plus de leur attrait esthétique, les berges des lacs, des rivières et du fleuve sont des endroits de prédilection parce qu'elles offrent une source d'eau bon marché. Au début de la colonie, les cours d'eau constituaient le principal moyen de communication entre les différents postes de traite. Aujourd'hui, ce sont les chemins de fer, les routes et les autoroutes qui traversent les vallées riveraines, plus particulièrement celle du Saint-Laurent. Enfin, la proximité d'eau courante offre dans presque tous les cas un moyen économique de se débarrasser des eaux usées.

L'explosion récente des activités humaines et l'éclatement des habitats humains tels que la ville, la ferme et la campagne se sont fait aux dépens des biotopes tels que la forêt décidue, la forêt boréale et les écosystèmes riverains comme les milieux humides. En effet, il existe une certaine rivalité spatiale entre l'homme et les autres espèces de la communauté terrestre. D'une part, l'habitat naturel comprend tous les aspects de l'environnement dont dépend directement ou indirectement la survie de la faune et de la flore. Un habitat de qualité est une condition essentielle à la perpétuation des espèces sauvages (Dajoz, 1975). D'autre part, l'aménagement du territoire permet à l'homme d'utiliser l'espace de façon quasi exclusive, ne tolérant que quelques autres espèces compatibles à son mode de vie (Odum, 1971). Le milieu étant devenu impropre à leur survie, nombreuses sont les espèces animales et végétales qui voient leur habitat considérablement réduit et même éliminé.

Ainsi, les chercheurs du ministère québécois du Loisir, de la Chasse et de la Pêche estiment que 27 espèces d'oiseaux et de mammifères du Saint-Laurent, dont le faucon pèlerin, le pluvier siffleur, la tortue luth et les bélugas, sont menacés d'extinction par la destruction des habitats fluviaux essentiels à leur survie (MENVIQ, 1988).

Par exemple, il est possible d'imaginer les conséquences de la destruction des herbiers aquatiques, des marais, des marécages, des prairies humides et des tourbières, soit par assèchement pour y permettre l'agriculture ou par remplissage pour y construire des maisons, des commerces et même des routes (MENVIQ, 1988). Ces écosystèmes englobés dans le terme générique de milieux humides jouent des rôles extrêmement importants dans l'équilibre de l'écosphère (Skripeck, 1972):

> leur productivité biologique est exceptionnelle, surtout en ce qui concerne les marais. Elle dépasse celle des cultures les plus rentables. Par exemple, un marais à spartine dans le comté de Kamouraska produit trois fois plus de matière végétale qu'un champs de maïs ayant reçu une dose normale d'engrais (Bergeron, 1974);
>
> les milieux humides constituent d'importants réservoirs génétiques étant donné la grande diversité biologique que l'on y retrouve. D'innombrables organismes nageants, rampants et volants y vivent, comme les hérons, les butors, les carouges, les

sarcelles, les rats musqués, les insectes, les reptiles, les amphibiens. Les milieux humides sont aussi des micro-réserves d'animaux et de plantes en voie de disparition (MENVIQ, 1988);

les milieux humides peuvent emmagasiner de grandes quantités d'eau qu'ils libéreront graduellement sur de longues périodes. Ce faisant, ils agissent comme des régulateurs hydrologiques et ils contribuent à réduire l'ampleur des étiages et des inondations;

la végétation des milieux humides, en réduisant la vitesse du courant, joue un rôle bénéfique dans le contrôle de l'érosion des berges. Le réseau dense de racines maintient le sol en place et les tiges diminuent le pouvoir érosif du courant et des vagues;

les milieux humides protègent et améliorent la qualité de l'eau. Ils agissent comme des usines d'épuration naturelle (Bergeron, 1974; MENVIQ, 1988). Ces écosystèmes captent la matière organique et les autres substances polluantes véhiculées par les sédiments. La vitesse de l'eau est ralentie par une plus grande surface et par la résistance causée par la végétation. L'eau perd sa compétence et les particules en suspension se déposent au fond, où elles sont stabilisées par les racines des plantes. Parmi les matières dissoutes, les composés de l'azote et du phosphore sont transformés en éléments plus simples par les micro-organismes et consommés sur place par la végétation submergée et émergente. Aussi, le phosphore dissous peut être trappé au niveau des sédiments ou minéralisé et transporté par l'eau sous forme de sels nutritifs. L'azote nitreux peut, quant à lui, être réduit par les bactéries de la chaîne anaérobie du benthos et de l'azote gazeux sera libéré dans l'atmosphère (Bergeron, 1974).

La valeur économique de ces écosystèmes a été démontrée. Chacune des fonctions écologiques décrites ci-haut a son pendant économique, même s'il est parfois difficile à mesurer en dollars (MENVIQ, 1988), sans oublier le potentiel récréatif qui n'a pas encore été mentionné.

3.1 Le développement urbain

Les observations récentes montrent que la pollution atmosphérique et la rugosité de surface typiques du milieu urbain entraînent une augmentation apparente des précipitations et de leur intensité (Landsberg, 1981). D'ailleurs, les Montréalais se souviendront longtemps du déluge du 14 juillet 1987 qui a inondé la ville.

L'urbanisation conduit à une imperméabilisation des surfaces qui varie de 50,0 % dans les quartiers résidentiels à 95,0 % dans le centre-ville, les zones perméables étant recouvertes de pelouses (Landsberg, 1981). Pareils changements des caractéristiques des surfaces entraînent des changements aussi importants dans l'hydrologie du milieu. En effet, l'infiltration de l'eau à la surface devient négligeable, le ruissellement des eaux de précipitation est instantané et les inondations se font plus fréquentes et

importantes. Aussi, la canalisation de ces eaux représente un défi à la fois technique et sanitaire (Landsberg, 1981). D'une part, parce que le volume des eaux dépasse souvent la capacité du réseau de drainage. Mentionnons, entre autres, les nombreuses inondations dans les tunnels du centre-ville de Montréal (Ville-Marie et Décarie) et les refoulements d'égouts, surtout dans les vieux quartiers. D'autre part, parce que la pluie lessive tout ce qui a été déposé par l'activité urbaine, c'est-à-dire les particules minérales, les matières flottantes, les huiles, les graisses et les retombées sèches de l'atmosphère (MENVIQ, 1988).

Finalement, le drainage urbain, l'imperméabilisation des surfaces et la stabilisation des berges en bordure du fleuve Saint-Laurent peuvent aussi avoir des effets positifs. En effet, ils contribuent à ralentir l'érosion du sol et des berges (Landsberg, 1981).

3.2 Le développement agricole

La conversion des habitats naturels en vastes étendues agricoles passe par la destruction du couvert végétal qui protège la couche d'humus. Les précipitations emportent les nutriments du sol et favorisent la minéralisation de la litière. L'écoulement de l'eau à la surface des terres dénudées peut être multiplié par un facteur de trois à quatre, ce qui entraîne un délavage du melcozem (particules fines). Le sol s'appauvrit, sa productivité diminue et il devient sensible à l'érosion et au compactage (Bergeron, 1986).

De plus, certains agriculteurs peu scrupuleux endiguent pour augmenter l'emprise de l'agriculture aux dépens du fleuve Saint-Laurent (MENVIQ, 1988).

3.3 Le développement récréatif

Le déboisement, le gazonnement et la construction de murs de soutènement détériorent la qualité des berges. L'augmentation de la charge polluante et de la turbidité entraînera, d'une part, la prolifération d'algues et de plantes aquatiques et, d'autre part, une diminution de la diversité de la faune aquatique (Bergeron, 1974). Des espèces exigeantes en oxygène comme la truite, le saumon de l'Atlantique, l'omble de fontaine, disparaîtront au profit d'espèces plus tolérantes comme la carpe, la barbotte, le brochet et le doré (McAllister et Grossman, 1973).

Le nivellement des terrains, le remblaiement et l'aménagement de plages apporte au fleuve des particules minérales (sables et graviers) et de la matière organique qui détruisent la faune et la flore benthique, organismes qui tiennent le rôle de vidangeurs et de recycleurs de l'écosystème aquatique (Odum, 1971). Aussi, ils peuvent servir d'aliments aux hétérotrophes ou phagotrophes (consommateurs primaires et secondaires).

3.4 Le développement énergétique

La création de réservoirs hydroélectriques et la construction d'ouvrages de retenue sur le fleuve (par exemple: Beauharnois, Carillon et Sault-aux-Récollets) ont mené à la disparition des milieux humides (battures et marécages) sur les berges des plans d'eau aménagés. De plus, elles ont submergé les chutes et les rapides qui constituaient les poumons du fleuve. En amont, on assiste à une augmentation des fluctuations annuelles du niveau de l'eau, à la création d'un réservoir de chaleur et à l'augmentation du taux de sédimentation. En aval, la variation annuelle du niveau de l'eau diminue et l'érosion augmente (Bodaly et al., 1984).

4.0 LES ACTIVITÉS HUMAINES

4.1 La vie urbaine

Une des principales agressions de la ville sur le milieu aquatique est le déversement d'eaux usées domestiques, d'eaux de ruissellement pluvial et de neiges usées dans le fleuve. Les eaux usées urbaines contiennent (MENVIQ, 1988) :

- des particules minérales (poussières, sables et graviers) qui sont emportées par le ruissellement des eaux de précipitation et captées par le réseau d'égouts pluviaux;

- des déchets flottants de toutes origines et de toutes sortes qui se retrouvent dans les systèmes d'égouts;

- de la matière organique provenant des matières fécales et des déchets domestiques rejetés dans les égouts sanitaires;

- des nutriments qui proviennent de l'emploi de détergents domestiques, des rejets d'urine et du lessivage des engrais chimiques pour jardins et pelouses. Toutefois, l'utilisation de ces derniers est inversement proportionnelle à la densité de population. En effet, l'urbanisation se fait au détriment des espaces verts et, par conséquent, des surfaces suceptibles d'être fertilisées;

- des bactéries coliformes fécales;

- des résidus de produits toxiques pour usage domestique, commercial, industriel et institutionnel qui sont rejetés dans les égouts;

- des huiles et des graisses qui s'échappent des véhicules moteurs et qui sont lessivées par la pluie;

- des sels de déglaçage et fondants chimiques utilisés pour le déneigement qui sont rejetés directement dans le fleuve ou captés par le réseau d'égouts pluviaux.

Ainsi, le citadin moyen du Québec utilise environ 180 litres d'eau par jour pour ses activités domestiques et 145 autres litres pour des activités non industrielle. Le réseau sanitaire capte 90 % de cette eau (MENVIQ, 1988). En outre, seulement 18 % des eaux usées urbaines du Québec subissaient un traitement quelconque en 1987 (MENVIQ, 1988). Un inventaire réalisé auprès des municipalités signale que 10 800 000 m^3 de neiges usées sont évacués directement dans les cours d'eau ou indirectement au moyen de fondeuses à neige (MENVIQ, 1988).

Ensuite, l'élimination des déchets municipaux soit par enfouissement sanitaire ou par dépôt en tranchée, est responsable de la contamination bactériologique des eaux souterraines et, par ricochet, des eaux de

surface par la production d'eaux de lixiviation (MENVIQ, 1988). Se définissent comme des déchets municipaux :

- les ordures ménagères enlevées lors de la collecte municipale régulière;
- les déchets faisant l'objet d'une collecte à part dans les commerces, les institutions et les entreprises;
- les déchets volumineux;
- les déchets provenant du nettoyage des voies publiques;
- et, finalement, les résidus d'usines.

Effectivement, plusieurs lacunes importantes ont été constatées, au plan de l'aménagement, de l'exploitation et de la restauration finale de plusieurs lieux d'enfouissement sanitaire (MENVIQ, 1988). Pour avoir une idée de l'importance du problème, il faut se rappeler que sont ainsi éliminés chaque année, l'équivalent des quantités produites par 70 % de la population au Québec, soit environ 4 millions de tonnes métriques de déchets (MENVIQ, 1988). En outre, un groupe de recherche de l'Université Laval (CENTREAU) a établi qu'une dizaine de lieux d'enfouissement causent des problèmes majeurs occasionnels ou permanents pour la qualité des eaux de surface (MENVIQ, 1988).

Enfin, l'accumulation de déchets municipaux et industriels sur les terrains vacants en bordure du fleuve (Opération Nettoyage et Environnement Territorial 1985 - ONET85 - Année Internationale de la Jeunesse) est la principale forme de pollution qui diminue la qualité esthétique des berges du Saint-Laurent. Ainsi, les terrains vagues et même les milieux humides servent de décharge improvisée pour toutes sortes de rebuts. Par exemple, on y retrouve de vieux pneux, des meubles, des produits domestiques toxiques, des débris de démolition et d'excavation et des résidus industriels, souvent dangereux, illégalement abandonnés par des citoyens et des entrepreneurs peu scrupuleux.

4.2 L'activité agricole

Certaines pratiques agricoles comme des labours trop fréquents, la monoculture à grand interligne, la pratique de la jachère et l'utilisation de machinerie agricole de plus en plus lourde peuvent affecter le rendement à long terme des sols. En effet, un sol se dégrade lorsqu'il perd au moins une caractéristique. Par exemple, le lessivage de la matière organique et l'érosion hydrique figurent parmi les causes les mieux connues de la dégradation des sols. A cela, il faut ajouter la dessication des sols, soit par évaporation directe des sols nus ou par évapotranspiration au cours des périodes chaudes, qui est une autre forme commune d'altération du pédon (Péguy, 1970).

Les mécanismes de lessivage, d'érosion et de compaction sont intimement liés. Ainsi, un sol érodé qui a perdu sa matière organique possède habituellement une piètre structure et il est particulièrement vulnérable

au compactage. En revanche, un sol compact est plus sensible au lessivage et à l'érosion. Finalement, ces processus apportent au milieu aquatique d'importantes quantités de particules minérales, de matière organique et de nutriments, soit par ruissellement en rigole ou par glissement des dépôts meubles (MENVIQ, 1988). L'érosion se fait également sentir le long des berges sensibles du fleuve.

Donc, pour maintenir la rentabilité économique de leur ferme et le rendement de leurs terres, les agriculteurs dépendent de l'utilisation des fertilisants. Ils luttent contre l'appauvrissement des sols dénudés par des épandages d'engrais chimiques. En effet, ils ont appliqué 498 707 tonnes de fertilisants chimiques en 1984 (MENVIQ, 1988). Ils ont aussi recours aux épandages de matière organique, généralement des lisiers et des fumiers. Cependant, peu de données décrivent cette pratique. Ensuite, le lessivage et le ruissellement des eaux de pluie emportent les éléments nutritifs ajoutés au réseau fluvial. Il s'agit d'une source diffuse d'enrichissement en azote, phosphore et carbone organique (Goulden, 1972).

Toujours pour maximiser le rendement de leurs terres, les cultivateurs font appel aux pesticides pour combattre les parasites nuisibles commes les champignons, insectes et mauvaises herbes. Par exemple, il s'est vendu en 1982 au Québec 2 300 tonnes de pesticides, et les herbicides représentent plus de 68 % de la matière active (MENVIQ, 1988). Aussi, il faut préciser que la moitié des ventes ont eu lieu dans les bassins versants des rivières à la Tortue, Yamaska et Richelieu (MENVIQ, 1988). Il s'agit d'une source de pollution diffuse qui atteint les cours d'eau à la suite d'une précipitation provoquant du ruissellement de surface. Des substances toxiques comme les organo-chlorés et organo-phosphorés, l'aldicarde, les DDD, DDE et DDT , les lindanes ainsi que d'autres groupes de produits contaminent les sols et, par la suite, les eaux souterraines et de surface. En bout de ligne, ces substances sont canalisées dans le fleuve Saint-Laurent.

La spécialisation des activités agricoles et le phénomène de concentration des éleveurs rendent plusieurs régions déficitaires en sols d'épandage. En effet, 57 % du cheptel d'élevage qui produit les fumiers et lisiers excédentaires se concentrent dans les municipalités des bassins de la Chaudière, de l'Etchemin, de la Yamaska, de la Maskinongé et de L'Assomption (MENVIQ, 1988). Le volume total des résidus de production animale dépassait 6 millions de m^3 et la plus grande partie a été épandue en doses excessives sur les sols. Ce qui restait a été directement ou indirectement rejeté dans le réseau de surface. Cette pratique illégale, qui est impossible à évaluer, combinée à de mauvaises techniques d'épandage, constitue à la fois une source ponctuelle et diffuse d'enrichissement du fleuve en matière organique et en nutriments. La pollution du cours d'eau s'accompagne de bactéries coliformes, de bactéries coliformes fécales et de plusieurs autres bactéries et virus dont un grand nombre sont pathogènes.

L'exploitation et l'entretien d'un équipement de laiterie de ferme a aussi des conséquences sur l'écosystème aquatique. Les eaux usées de laiterie de ferme proviennent du lavage du lactoduc, des équipements de traite, du plancher de la laiterie et de celui de la salle de traite. Elles

contiennent des résidus de lait, des produits de désinfection à base de chlore et des détergents à base de polyphosphates. Ces eaux sont rejetées sur le sol à proximité d'un point d'eau ou directement dans un cours d'eau par un fossé de ferme. Cette forme de pollution équivaut à celle de 275 000 citadins (MENVIQ, 1988).

4.3 La production industrielle

La métallurgie primaire (aluminerie, sidérurgie, fonderie, fonte et affinage de métaux non ferreux ainsi que les industries de laminage, de moulage et d'extrusion de ces métaux) est un secteur jugé prioritaire du point de vue de l'environnement. En effet, ces industries rejettent dans le milieu aquatique des liqueurs de décapage, des graisses, des huiles, des solvants, des détergents, des boues (sédimentation) et des résidus particuliers. Une étude du ministère de l'Environnement du Québec estime la quantité des polluants de ce secteur à 2,2 millions de tonnes par année (MENVIQ, 1988).

L'activité minière entraîne un changement dans les caractéristiques chimiques et physiques du milieu récepteur des rejets, c'est-à-dire des eaux de mines, des eaux de traitement du minerai, des eaux de refroidissement, des eaux de lixiviation des stériles, du minerai et des boues lors des activités d'exploration et de mise en valeur. Ces effets se manifestent par la présence de métaux lourds, la modification du pH et une augmentation de la température, de la matière en suspension et des sels dissous dans l'eau. Il ne faut pas oublier non plus le lessivage des résidus miniers qui contribue à augmenter les métaux lourds en suspension dans l'eau (Witton et Say, 1975).

Le secteur des pâtes et papiers, très important au niveau économique, exerce aussi une forte pression sur l'environnement fluvial. Les effluents des usines contiennent beaucoup de matière organique, surtout des résidus de matière ligneuse et de pâte, et des produits toxiques, comme les solvants chlorés utilisés pour le blanchiment de la pâte selon le procédé Kraft, les acides gras et résiniques et les composés phénoliques. En termes de demande biochimique en oxygène (DBO_5), le secteur émet une charge polluante comparable à celle de 17 millions de citadins (MENVIQ, 1988).

Les eaux usées de l'industrie textile de première transformation peuvent contenir des teintures organiques et inorganiques, des solvants chlorés et non chlorés ainsi que de nombreux détergents et savons. Toutefois, il existe peu de données sur cette industrie.

Les rejets de l'industrie chimique et pétrochimique peuvent contenir des huiles et des graisses, des phénols, de l'ammoniac, des cyanures, des composés organiques tels que les organo-chlorés (BPC) et les organo-phosphorés, des composés inorganiques ainsi que des métaux lourds. De plus, ils contribuent à augmenter la demande chimique en oxygène (DCO_5) du milieu récepteur.

Le raffinage du pétrole exige de grandes quantités d'eau et les eaux de procédé rejetées peuvent contenir des huiles et des graisses, des phénols,

de l'ammoniac, des solides en suspension et dissous, des sulfures et du chrome. En outre, certains effluents sont très alcalins tandis que d'autres sont acides. Depuis 1975, on assiste à une diminution des rejets, du fait de la réduction de la quantité de pétrole raffiné au Québec et de l'amélioration de l'efficacité des systèmes d'épuration. Selon une enquête du ministère de l'Environnement du Québec, seulement 1 125 tonnes de polluants ont été déversés dans les eaux de surfaces en 1985 (MENVIQ, 1985).

L'exploitation et l'entretien d'une centrale thermonucléaire comportent le risque que les eaux de refroidissement du réacteur, de rinçage d'objets contaminés et de lixiviation des déchets radioactifs dans l'aire de stockage soient contaminées par du tritium (^{3}H), du cobalt (^{60}Co), de l'iode (^{131}Cs) et du césium (^{137}H). De plus, la centrale est responsable de l'importante pollution thermique en amont du canal de rejet. Par exemple, la centrale nucléaire de Gentilly utilise et retourne quotidiennement plus de 30 000 litres d'eau (MENVIQ, 1988).

La gestion de grands réservoirs hydroélectriques augmente l'érosion des berges. Par contre, elle peut indirectement conduire à la formation de plages utiles à la récréation. De plus, elle peut être à l'origine des inondations pendant la crue printanière et des bas niveaux du fleuve au cours de l'étiage estival (Bodaly et al., 1984).

Enfin, l'élimination des déchets dangereux dans des lieux d'entreposage peut être la source de nombreuses fuites. Des produits toxiques comme les BPC, HAP, goudrons, solvants, composés phénoliques et les déchets radioactifs peuvent ensuite contaminer, par infiltration dans le sol, les eaux souterraines et les eaux de surface (lacs, rivières et fleuve). De plus, les entrepôts occupent des espaces sacrifiés qui ne pourront plus jamais être réutilisés par la société. Par exemple, la Ville de Montréal achetait en 1986 un terrain vague dans le quartier Rivière-des-Prairies qu'elle destinait à un usage récréatif. Elle ignorait qu'il s'agissait d'un ancien lieu d'enfouissement de déchets toxiques utilisé par les raffineries de l'est de Montréal. Cependant, la résurgence au cours de l'été 1987 des goudrons, huiles et autres produits toxiques a forcé la Ville à abandonner son projet et à prendre des mesures de mitigation pour empêcher la contamination.

4.4 Le transport

La circulation maritime et les activités portuaires entraînent des risques de naufrage et de déversement accidentel de pétrole et de produits chimiques dans le fleuve. Les pétroliers représentent l'un des plus grands dangers de marée noire en raison du volume de pétrole en jeu. Cependant, les rejets intentionnels, c'est-à-dire le lavage des réservoirs et le pompage de l'eau huileuse de lest, représentent plus de 73 % de tout le pétrole déversé dans le fleuve (MENVIQ, 1988).

Le passage de 10 000 à 20 000 navires par année sur le Saint-Laurent n'a pas des effets perturbateurs que sur les poissons migrateurs (MENVIQ, 1988). Les rives, milieux d'échanges privilégiés entre la terre et l'eau, sont grugées par les vagues constantes des navires. La stabilisation des

berges avec des blocs et des roches transforment celle-ci en milieux stériles. Il faut mentionner aussi le canal maritime, cette tranchée géante de 10 mètres de profondeur par 300 mètres de large creusée au fond du Saint-Laurent - parfois à la dynamite - qui draine l'essentiel à certains endroits des 7 500 à 10 000 mètres cubes d'eau à la seconde du fleuve (MENVIQ, 1988). Des plans d'eau entiers ont cessé d'être des eaux vives et des endroits de frai oxygénés parce que le courant se concentre dans le canal maritime.

L'entretien de la Voie maritime du Saint-Laurent exige la manipulation des sédiments de fond et peut entraîner la remise en circulation des milliers de produits chimiques en provenance des Grands Lacs. Les conséquences du dragage sur l'environnement aquatique sont les suivantes (MENVIQ, 1988) :

- augmentation momentanée de la turbidité;
- changements bathymétriques;
- changements dans les propriétés physiques des sédiments;
- diminution de l'oxygène dissous;
- augmentation potentielle de matière organique;
- apports possibles de matières toxiques par le transfert vers l'eau des polluants des sédiments.

Avec le million de tonnes de sédiments contaminés par les pesticides et les rejets industriels qui sont draguées annuellement, on érige des îles pour la faune ailée, comme l'île aux Sternes dans la région de Montréal (MENVIQ, 1988). En tout, 124 000 hectares sont ainsi dragués chaque année (MENVIQ, 1988).

Situées à proximité des rives, les routes et les autoroutes modifient l'écoulement naturel des eaux et influencent la qualité de ces dernières. Donc, la surface dure et imperméable du pavé (Bergeron, 1974):

- accélère l'écoulement des eaux;
- décroît la surface d'absorption;
- change la direction du drainage;
- détruit les milieux humides;
- supprime les zones inondables.

Ensuite, le ruissellement et le drainage des eaux provenant du réseau routier peut être considéré comme une source de matières polluantes. La pollution comprend (Bergeron, 1974):

- des particules minérales, c'est-à-dire les poussières soulevées par le passage continuel des véhicules et les sables et graviers utilisés en hiver comme abrasifs qui retombent dans l'eau et favorisent l'envasement du fleuve;

- des phytocides utilisés pour contrôler la croissance de la végétation en bordure des routes et qui représentent un danger pour le milieu aquatique;

- des métaux lourds et des oxydes provenant de la corrosion des véhicules et des tuyaux d'échappement;

- des résidus d'essence, d'huile et de graisse qui s'échappent des véhicules;

- des sels inorganiques employés pour faire fondre la neige et la glace en hiver;

- de l'amiante et du caoutchouc résultant de l'usure des freins et des pneux.

Entre autres, le ministère des Transports du Québec a utilisé 647 000 tonnes de NaCl et 6 000 tonnes de $CaCl_2$ sur les 58 000 kilomètres du réseau routier pendant l'hiver 1985-1986 (MENVIQ, 1988). Au cours de la même saison, il a épandu sur les routes plus de 625 000 tonnes d'abrasif minéral (MENVIQ, 1988). Au Québec, 3,2 millions de véhicules moteurs sont immatriculés chaque année, dont 75 % uniquement pour la promenade (MENVIQ, 1988). De ces véhicules tombent environ 400 kilogrammes de déchets solides par kilomètre de route par année (MENVIQ, 1988). De plus, le réseau routier a créé entre Montréal et Québec des empiètements sur le fleuve d'une longueur cumulative de 175 kilomètres (MENVIQ, 1988).

Enfin, l'exploitation et l'entretien des grandes lignes de transport d'énergie comme les lignes de haute tension et le gazoduc comportent certaines mesures de sécurité, notamment la coupe de la végétation et le contrôle de la repousse sur une largeur correspondant à l'emprise des lignes. En 1984, seulement 15 % des 110 000 hectares ont été traités aux phytocides dans le cadre du programme annuel d'entretien d'Hydro-Québec (MENVIQ, 1988). Toutefois, il est impossible actuellement de connaître les quantités d'herbicide utilisées annuellement dans le cadre de cette opération.

4.5 Pêche sportive et commerciale

La surexploitation de la ressource faunique du fleuve et du golfe du Saint-Laurent par les pêcheurs sportifs et commerciaux peut entraîner la disparition d'espèces menacées et vulnérables, entre autres: l'esturgeon noir, le saumon de l'Atlantique et l'omble de fontaine, qui sont très recherchées par les pêcheurs en raison de la grande qualité de leur chair (MENVIQ, 1988).

Une étude en cours à Pêches et Océans Canada porterait à 17 le seul nombre d'espèces aquatiques menacées de disparition prochaine dans le fleuve et son estuaire. Cette liste comprendrait même la morue franche et le hareng atlantique, deux piliers des pêcheries québécoises. Y figurerait aussi l'alose, l'anguille, le bar rayé et l'esturgeon jaune. En outre, le saumon, le poulamon et le grand brochet, trois poissons d'une grande valeur économique en raison de la faveur qu'ils connaissent auprès des pêcheurs sportifs, seraient également du nombre.

4.6 La villégiature

Une étude de la qualité des installations septiques réalisée par le ministère de l'Environnement du Québec en 1979 montre que 82 % des chalets

sont source occasionnelle ou grossière de pollution (MENVIQ, 1988). Les eaux usées proviennent des cabinets d'aisance, de la cuisine, de la salle de lessive et d'autres usages domestiques. D'une manière générale, la fosse permet de réduire 75 % des solides en suspension et d'isoler les graisses (MENVIQ, 1988). Toujours est-il que les eaux résiduelles qui rejoignent le milieu aquatique contiennent:

- de la matière organique provenant de la matière fécale et des déchets domestiques rejetés dans la fosse;

- des nutriments provenant de l'emploi de détergents domestiques et des rejets d'urine;

- des bactéries coliformes fécales.

Les moteurs hors-bord utilisés pour la navigation de plaisance constituent des sources mobiles de contamination des eaux de surface. Des études démontrent que 5 à 20 % du mélange huile-essence utilisé par ces moteurs sont directement rejetés dans l'eau sans être brulés (Bergeron, 1974). De plus, le bruit causé par ces moteurs perturbe la vie aquatique et l'action des vagues amplifie l'érosion des berges (MENVIQ, 1988). Par contre, l'action mécanique de ces moteurs se limite aux zones peu profondes, comme dans les marinas, où les hélices agitent l'eau au point de remettre les sédiments de fond en suspension (Bergeron, 1974).

En dernier lieu, le recours aux fertilisants, aux herbicides et aux insecticides pour l'entretien des jardins et pelouses soumet le milieu aquatique à une pression supplémentaire. Ainsi, cette forme de contamination diffuse apporte:

- des nutriments comme l'azote, le phosphore et le potassium;

- des pesticides tels que les organo-chlorés et les organo-phosphorés.

5.0 EFFETS DE DIFFÉRENTES FORMES DE POLLUTION SUR L'ENVIRONNEMENT FLUVIAL

5.1 Les particules minérales

Les particules minérales qui émanent de l'utilisation d'abrasifs sur les voies publiques et de l'aménagement de plages détruisent la faune et la flore benthique au lieu de déversement. Ces organismes relèvent de la chaîne détritivore de l'écosystème aquatique. Ensemble, ils décomposent la matière organique et recyclent l'azote, le carbone et le phosphore sous une forme minérale simplifiée directement assimilable par les autotrophes (Odum, 1971; Dajoz, 1975).

Les organismes les plus touchés appartiennent au méïobenthos, qui comprend les métazoaires, et au microbenthos, qui comprend les protozoaires, c'est-à-dire les flagellées, amibes, foraminifères, radiolaires, sporozoaires et ciliées, et les protophytes, à savoir les Nitella sp., les diatomées et les cyanophycées ainsi que tous les autres organismes unicellulaires vivant dans les eaux profondes comme les bactéries de la vase (Munn, 1978). Ces micro-organismes sont complètement détruits lors d'une invasion de leur niche écologique par les particules minérales. Par contre, le macrobenthos comprenant les annélides, invertébrés, larves d'insectes et le mégabenthos y compris les crustacés et les mollusques résistent mieux aux déversements de matière minérale. Plusieurs de ces organismes peuvent se déplacer suffisamment pour remonter à la surface du lit fluvial (Anderson et D'Appolonia, 1978).

Finalement, les poussières, sables et graviers recouvrent d'un revêtement mortel les aires de frai et les zones d'alimentation des poissons (Bergeron, 1974).

5.2 La matière organique

L'activité humaine est sans contredit une des causes de l'eutrophisation accélérée, c'est-à-dire de l'accumulation par l'écosystème aquatique de débris organiques putrescibles provoquant la désoxygénation des eaux profondes (Dajoz, 1971). On parle ici du vieillissement prématuré des berges d'un cours d'eau. Les trois principales sources de matière organique sont (Golterman, 1975):

- les effluents industriels et plus particulièrement ceux de l'industrie des pâtes et papiers;
- les rejets d'eaux usées urbaines;
- les résidus de la production animale.

Une étude des effets de la matière organique sur les biotes d'eau douce montre qu'il est difficile d'établir la présence d'effets aigus sur les organismes et leurs successions (Klein et Scheunert, 1978). Cependant, la succession et l'adaptation peuvent permettre aux communautés de se maintenir, bien que les organismes spécifiques diffèrent. Les matières en suspension ont des effets importants sur les biocénoses à cause de l'ombrage, de l'action abrasive, de l'altération de l'habitat et de la

sédimentation. Elles ont une influence importante sur la dynamique des communautés lorsqu'elles diminuent la transparence de l'eau (Sorenson et al., 1977).

Les eaux à forte turbidité peuvent affecter de 15 à 50 % la production primaire des cours d'eau (Lloyd, 1985). La matière organique en suspension dans l'eau absorbe la lumière, ce qui nuit à la photosynthèse et diminue la profondeur du léman. En revanche, cette matière organique et les solutés qui l'accompagnent, fournissent du carbone organique et de l'énergie aux algues et aux plantes aquatiques. Donc, la prolifération des macrophytes, des algues et des Nitrobacter sp. (algues bleues vertes) demeure la principale adaptation de la flore aquatique à l'augmentation de la charge polluante.

Au terme d'une saison de croissance, les algues et les macrophytes dépérissent et meurent. Leur biodégradation et leur recyclage nécessite beaucoup plus d'oxygène que n'en fournit le milieu, entraînant un déficit en oxygène dans les zones plus profondes. On assiste donc à une minéralisation incomplète des substances organiques. De plus, ces conditions favorisent la remise en circulation, entre autres, de facteurs de croissance comme le phosphore et l'azote. Ainsi, lors de la débâcle printanière, la concentration de ces deux éléments peut s'avérer assez importante pour favoriser, par exemple, l'éclosion des fleurs d'eau (bloom) aussi tard qu'en octobre ou en novembre.

Comme il a été mentionné précédemment, le recyclage aérobique de la matière organique augmente la DBO_5 et réduit l'oxygène disponible dans l'eau pour les organismes hétérotrophes. Entre autres, une étude des effets directs de la matière organique sur les salmonidés, famille de poissons exigeante en oxygène, souligne qu'elle affecte leur croissance et ralentit leur cycle alimentaire (McLeay et al., 1984). Donc, les poissons commencent à disparaître et seules les espèces habituées à de faibles teneurs en oxygène survivent. Des espèces comme la truite brune, le saumon de l'Atlantique et l'omble de fontaine disparaîtront au profit d'espèces benthiques plus tolérantes telles la barbotte, le grand brochet, la carpe et le doré jaune. A mesure que l'on s'approche de la zone de décomposition maximale de la matière organique, ne survivent que les organismes capables d'aller chercher l'oxygène à la surface, comme les larves d'insectes.

Finalement, les apports en matière organique affectent davantage les phagotrophes comme les poissons et certains saprotrophes comme les crustacés (Odum, 1971).

5.3 Les bactéries

On remarque ce type de pollution en aval du canal de rejet d'un réseau d'égouts sanitaires ou dans les zones récréatives où les systèmes d'évacuation des eaux usées ne sont pas adéquats (MENVIQ, 1988). Par ailleurs, l'épandage des résidus de production animale constitue une source diffuse de pollution bactériologique des cours d'eaux tributaires dans les région agricoles.

Dans les eaux naturelles, l'oxydation des bactéries contribue à augmenter la demande biologique en oxygène. La diminution de la quantité d'oxygène disponible pour les consommateurs de premier et de deuxième ordres entraîne d'importants changements dans la communauté fluviale. Par exemple, les Salmonidés, poissons fluviatiles les plus primitifs, demandent un habitat riche en oxygène et en nourriture alors que l'anguille d'Amérique se contente de beaucoup moins. Aussi, la carpe et le barbue de rivière, habitués à vivre au fond des rivières, peuvent survivre dans une eau très dépourvue (Brown, 1975). Cependant, certaines bactéries peuvent avoir une action directe sur les organismes aquatiques. Ainsi, les bactéries du genre Sphaerotilus sp. étouffent les oeufs de poisson et les alevins (Brown, 1975; Golterman, 1975).

De plus, la présence des bactéries compromet la cueillette de mollusques qui seraient normalement comestibles. En effet, les mollusques filtrent l'eau avec leurs branchies et ils se nourissent à même les micro-organismes captés dans leurs lamelles (Wilhm, 1975). A ce sujet, il faut se rappeller les moules contaminées par les bactéries du genre Nostoc sp. qui ont fait plussieurs morts au Canada en décembre 1987.

Les Escherichia coli et les Salmonella typhosa figurent parmi les bactéries les plus fréquentes dans les eaux naturelles. Elles indiquent une source récente de pollution locale et signalent la présence éventuelle d'organismes pathogènes pouvant causer la fièvre typhoïde et paratyphoïde et l'hépatite infectueuse (Wihlm, 1975). Par exemple, l'amibe Naegleria gruberi, qui est responsable de la méningioencéphalite chez l'homme, se retrouve parfois dans les lacs et cours d'eau très contaminés par des déchets et des matières fécales (Bergeron, 1974).

Enfin, la présence des bactéries compromet l'alimentation domestique en eau brute et empêche l'utilisation du plan d'eau à des fins récréatives telles que la baignade, la planche à voile, le ski nautique, le canot et le kayak (Toms, 1975).

5.4 Les nutriments

L'enrichissement du milieu aquatique en nutriments accélère l'eutrophisation des berges du Saint-Laurent. Les apports en nutriments expliquent la production excessive d'algues et de plantes aquatiques.

Les apports en azote sous forme d'ammonium, de nitrite et de nitrate au milieu fluvial expliquent la prédominance du phytoplancton et des macrophytes sur les berges (Brezonic, 1972). Ensuite, une grande variété d'organismes capables de fixer l'azote se développent comme les bactéries aérobies genre Azotobacter sp. et Nitrobacter sp., les bactéries anaérobies genre Clostridium sp. ainsi que les algues bleues vertes genre Cyanophicées et Nostoc sp. qui jouent un rôle prépondérant (Brezonic, 1972). En outre, la grande toxicité de ces dernières peut entraîner la contamination des mollusques du genre Mulette sp. et Metylus edulis et la mort de certains poissons herbivores comme la carpe, la lotte et le meunier (Wilhm, 1975).

Cependant, certains poissons comme les salmonidés affichent une sensibilité particulière aux nitrites alors que d'autres familles de poissons semblent peu affectées (Lewis et Morris, 1986). Les auteurs précisent que les écarts de toxicité sont faibles entre les différentes espèces de saumons. Entre autres, les oeufs de la truite arc-en-ciel et les alevins du saumon de l'Atlantique affichent un accroissement important de mortalité à une concentration de 5, 10 et 20 mg/l (Kincheloe et al., 1979).

Les phosphates, polyphosphates et tripolyphophates de sodium qui proviennent de l'utilisation des détergents domestiques et des engrais chimiques sont responsables de la surcroissance des algues, des macrophytes, du phytoplancton et du zooplancton. A l'instar de l'azote, ils favorisent d'abord la production primaire, mais contrairement à ce dernier, ils ont un effet comparable sur les consommateurs primaires (Kramer et al., 1972).

En dernier lieu, les apports en carbone organique encourage l'anabolyse et la photosynthèse. Ils favorisent ainsi la production primaire aux dépens des autres fonctions de l'écosystème aquatique (Kerr et al., 1972). Si une telle augmentation est considérée comme un objectif dans les milieux agricole et forestier, elle devient un signe de déséquilibre dans le milieu aquatique (Golterman, 1975).

5.5 Les métaux lourds

La pollution toxique par les métaux lourds, comme le cadmium, le chrome, le cuivre, le fer, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc, est principalement liée à la présence d'activités minières et industrielles.

La sensibilité des organismes d'un écosystème aquatique aux métaux lourds sera fonction de l'espèce, de son niveau trophique, de l'emplacement de sa niche écologique, du métal considéré et de la forme sous laquelle il se présente (U.S. EPA, 1985). De plus, la toxicité d'un métal peut prendre une des formes suivantes:

aiguë: elle entraîne de façon soudaine des effets néfastes dans un organisme vivant;

chronique: elle provoque de façon lente et persistante, par bio-accumulation, des effets néfastes dans un organisme vivant.

Pour donner une idée des effets directs (toxicité aiguë) qu'ont les métaux lourds, on trouvera ci-après quelques exemples représentatifs. Ainsi, il a été démontré qu'une concentration en cuivre supérieure à 0,3 mg/l est toxique pour les poissons, crustacés, mollusques et insectes ainsi que pour le phytoplancton et le zooplancton. Ainsi, en plus de provoquer une augmentation de la demande chimique en oxygène (DCO_5), le cuivre précipite sur les branchies des poissons et cause leur mort par suffocation (Bergeron, 1974).

D'une manière générale, le cuivre, le plomb et le zinc réduisent la diversité écologique de la flore littorale (Witton et Say, 1975). Plusieurs travaux démontrent que les oeufs des Salmonidés (saumon) sont très sensibles à la présence de métaux lourds, plus particulièrement au cuivre, au mercure, au plomb et au zinc et ce, même en faible concentration, alors que ceux des Cyprinidés (carpe), Ictaluridés (barbotte) et des Centrarchidés (achigan) semblent beaucoup moins affectés (Witton et Say, 1975).

Également, les protozoaires sont très sensibles aux effluents miniers légèrement acides et chargés de métaux lourds alors que les bactéries et les microchampignons semblent mieux s'en accommoder (Witton et Say, 1975).

Or, certaines substances émises par l'homme dans l'environnement fluvial peuvent aussi s'incorporer de différentes manières à la chaîne alimentaire et s'accumuler à des degrés divers dans les organismes vivants. Il s'agit du phénomène de bio-accumulation (toxicité chronique). Par exemple, l'accumulation de mercure dans les organismes vivants est très variable. Dans un premier temps, sa concentration dans la chair des individus d'une espèce est dépendante du niveau trophique de celle-ci. Ainsi, la chair des grands prédateurs comme les brochets, les dorés jaunes et meuniers noirs affiche des concentrations supérieures à celle d'espèces herbivores, insectivores et benthivores (Lévesque et Pomerleau, 1986). Aussi, leurs tissus présentent des teneurs en mercure supérieures à la ligne directrice de Santé et Bien-Être Canada qui est de 0,5 mg / kg (Lévesque et Pomerleau, 1986). La concentration de mercure peut dépendre de la position de la niche écologique de l'espèce. Ainsi, les organismes qui se nourrissent sur le fond absorbent généralement plus de mercure que ceux qui s'alimentent dans la colonne d'eau (Holm et Cox, 1974).

Autres exemples de bioconcentration :

- les mollusques ont des teneurs élevées en cadmium et en zinc (Witton et Say, 1975);
- les poissons benthivores révèlent de fortes concentrations en plomb (Sloterdigk, 1977);
- les poissons piscivores affichent des niveaux élevés de cadmium et de zinc (Witton et Say, 1975);
- les sédiments de fond et les plantes aquatiques montrent les concentrations les plus fortes pour tous les métaux considérés, exception faite du mercure (Provencher, 1977).

5.6 Les pesticides

Les pesticides désignent ici toute une gamme de produits qui sont utilisés à des fins agricoles, pour le contrôle des parasites nuisibles, ou à des fins industrielles, à cause de leur inertie thermique, de leur ininflammabilité et de leur grande stabilité chimique (McNeely et al., 1980). Ils comprennent des composés chimiques du groupe des aromates (BPC), des carbamates, des dinitrophénols, des organochlorés tels que les

DDE, DDT, lindanes et myrex et des organophosphorés comme le fénitrothion, le malathion et le parathion, pour n'en mentionner que quelques-uns (McNeely et al., 1980).

Des traces de pesticides ont été détectées dans toutes les composantes du milieu fluvial, c'est-à-dire les sédiments, les plantes aquatiques et les poissons (Sloterdigk, 1977). Toutefois, ils s'accumulent d'une manière différenciée selon les propriétés propres à chacun des produits.

Ainsi, la sorption sur les sédiments, c'est-à-dire la fixation de la substance à la surface et sa pénétration, est le principal mécanisme d'élimination des BPC dans l'eau. Dans l'environnement aquatique, les concentrations de BPC sont habituellement plus élevées dans les sédiments que dans les eaux qui les recouvrent (Young et al., 1976). Des études démontrent qu'ils sont très résistants à l'oxydation et à l'hydrolyse, ce qui signifie qu'ils sont très persistants dans l'environnement aquatique. En revanche, les BPC sont très solubles dans les huiles et les graisses (Hutzinger et al., 1974). Ils sont qualifiés de lipophyles et ils ont tendance à s'accumuler dans les tissus adipeux (Metcalf et al., 1975).

Les BPC ne sont pas absorbés de la même manière que les métaux lourds. Cette solubilité particulière dans les lipides entraîne une plus grande incidence de ces produits chez les espèces à forte teneur en gras (Lévesque et Pomerleau, 1986). Les saumons chinook, capturés dans le lac Michigan et impropres à la consommation humaine, sont tellement contaminés par les BPC qu'ils doivent être enterrés. Il ne peuvent même pas servir de supplément alimentaire aux animaux (Ball et Bahr, 1975). Dans le fleuve Saint-Laurent, la chair de l'anguille d'Amérique montre des concentrations en BPC et en mirex supérieures aux seuils tolérés par Santé et Bien-Être Canada qui sont chacun de 1 ppm (Sloterdigk, 1977).

Les pesticides du genre DDE, DDT, fénitrothion et malathion ont un facteur de bio-accumulation très élevé chez les poissons piscivores et les oiseaux piscivores (Anderson et D'Appolonia, 1978).

Par ailleurs, les données connues sur la bio-amplification du mirex montrent que celui-ci extrêmement persistant dans l'environnement et plus particulièrement dans de nombreux maillons des réseaux alimentaires aquatiques (Kobylinski et Livingston, 1975). La présence de ce produit a été remarquée dans de nombreux organismes aquatiques (Metcalf et al., 1973). Des résidus de mirex ont été retrouvés dans les oeufs du goéland argenté Larus argentatus et dans ceux de nombreux faucons (Norstrom et al., 1978). Un facteur de bio-concentration de 10^4 pour le mirex a été mesuré dans les algues genre Chlorococcum sp. (Hollister et al., 1975).

D'une manière générale, Lévesque et Pomerleau (1986) notent que les concentrations de pesticides observées dans la chair des poissons, plus particulièrement dans celle du doré jaune et de la perchaude, sont reliées à la taille et à la masse des spécimens.

Outre la bio-amplification des pesticides dans la chaîne trophique, les effets de ces produits sur la survie des organismes tels que les plantes aquatiques, le phytoplancton, le zooplancton, les invertébrés aquatiques et les poissons, sont encore mal connus (MENVIQ, 1988). Cependant, des

études toxicologiques de ces substances démontrent, d'une manière générale, qu'elles sont cancérigènes, mutagènes, pathogènes, tératogènes et toxiques pour l'homme (Cassarett et Doull, 1975).

Enfin, plusieurs lésions, ulcères, infections et autres troubles physiologiques ont été observés sur des spécimens échoués du béluga, mammifère marin vivant dans l'estuaire du Saint-Laurent (MENVIQ, 1988).

5.7 Les solvants

Les solvants, c'est-à-dire les substances le plus souvent liquides ou en phase aqueuse qui ont le pouvoir de dissoudre d'autres substances, couvrent un vaste éventail de produits industriels et domestiques.

Parmi ceux qu'emploie l'industrie, les composés phénoliques -- les chloropénols, les diphénols, les monophénols et les nitrophénols -- peuvent être libérés dans l'environnement lors de la cokéfaction du charbon, de la combustion du coke dans l'industrie métallurgique, du raffinage du pétrole ou dans les industries chimiques et pétrochimiques. Il s'agit habituellement de sources locales (McNeely et al., 1980).

En milieu aquatique, ces solvants intermédiaires ralentissent le métabolisme des organismes vivants et diminuent la quantité d'énergie transférée entre les niveaux trophiques de l'écosystème (Wilhm, 1975). Par exemple, les phénols réduisent le taux d'aspiration des moules du genre Mulette sp., ils affectent la respiration par les branchies des crustacés Sphaeroma pertodon et ils empêchent les annélides polychètes Merciella enigmatica d'éliminer efficacement l'argile fine (Wilhm, 1975). En faible concentration, ils causent des problèmes de comportement chez les poissons, plus particulièrement chez les prédateurs (MCNeely et al., 1980).

Cependant, les invertébrés semblent mieux résister que les poissons à l'empoisonnement par les phénols (McNeely et al., 1980), et les salmonidés y sont plus sensibles que les non-salmonidés. En effet, des concentrations supérieures à 2,0 mg/l sont toxiques pour le crapet soleil, l'achigan à petite bouche, l'omble de fontaine et pour la truite arc-en-ciel (Millemann et al., 1984). En outre, les phénols réduisent considérablement le frai des poissons. Une teneur de 0,6 mg/l suffit pour intoxiquer les oeufs et les alevins de la truite arc-en-ciel (Millemann et al., 1984). De plus, les phénols altèrent le goût de la chair des poissons à une concentration de 1 mg/l (McNeely et al., 1980).

Rares sont les facteurs de bioconcentration à l'équilibre, c'est-à-dire à long terme, disponibles pour les phénols. En général, ces derniers sont rapidement absorbés par les poissons, mais ils sont aussi rapidement évacués (Pruitt et al., 1977). Les facteurs de bioconcentration mesurés chez les poissons sur une période de quelques jours seulement vont jusqu'à 9 100 pour la perche Perca flavescens et 15 000 pour la barbotte brune Ictalurus nebulosus, avec des maximas pour le foie et la vésicule biliaire; chez les invertébrés, ils vont de 60 pour un chironome à 5 000 pour un escargot; pour l'algue Cladophora, le facteur de bioconcentration est inférieur à 400 (Fox et Joshi, 1984). Finalement, dans

l'environnement aquatique, les phénols ne sont pas considérés comme des produits persistants (McKee et al., 1984).

Le recours aux solvants chlorés, à savoir l'acide chlorhydrique et hypochloreux et les sels d'hypochlorite, est aussi très répandu dans l'industrie. Entre autres, ils sont utilisés pour:

- le blanchiment de la pâte par le procédé Kraft dans le secteur des pâtes et papiers;

- la préparation et la coloration des tissus dans le secteur des produits textiles;

- la formation de produits organiques et inorganiques dans l'industrie chimique;

- la purification et le traitement des eaux d'approvisionnement et des eaux usées.

Dans les eaux naturelles, les effets chroniques du chlore sur les poissons comme le saumon de l'Atlantique sont l'hypoglobulie du sang et l'hyposphyxie (Anderson et D'Appolonia, 1978). Les spécimens affectés montrent des traces de nécroses résultant d'une insuffisance fonctionnelle du système circulatoire et respiratoire. Les résultats indiquent aussi un ralentissement de la croissance chez les saumoneaux (Anderson et D'Appolonia, 1978). Par contre, certaines espèces comme la truite arc-en-ciel peuvent adopter un comportement d'évitement lorsque le chlore résiduel atteint leur seuil de tolérance (Sprague et Drury, 1969).

Les données toxicologiques révèlent que les poissons et les invertébrés affichent des niveaux de sensibilité similaires au chlore (U.S. EPA, 1985). Ainsi, le crustacé Daphnia magna, l'alevin de la truite arc-en-ciel et les ménés Camus figurent parmi les espèces les plus affectées par le chlore avec des toxicités aussi faibles que 40 ug/l (U.S. EPA, 1985).

Les plantes aquatiques sont moins vulnérables au chlore que les poissons et les invertébrés. Les communautés de phytoplancton et de zooplancton, quant à elles, résistent à des concentrations plus élevés, de l'ordre de 160 ug/l (Brooks et Seegert, 1977). En revanche, les organismes unicellulaires, c'est-à-dire les protozoaires, les diatomées et les cyanophycées supportent très mal la présence du chlore, qu'ils appartiennent au règne animal ou végétal (U.S. EPA, 1985).

Les résultats montrent aussi qu'il n'y a pas de bioconcentration du chlore résiduel, mais la réaction de ces oxydants avec les substances organiques peut engendrer des composés organo-chlorés susceptibles de s'accumuler dans l'organisme (Brungs, 1973). Par exemple, le chlore rejeté dans le milieu aquatique réagit avec les acides organiques et la matière organique pour former du chloroforme et des trihalométhanes, qui sont encore plus toxiques. Contrairement aux phénols, le chloroforme est un agent inducteur du métabolisme ayant un très grand potentiel cancérigène (Cassarett et Doull, 1974).

Quand aux effets des solvants sur les biocénoses aquatiques, les exemples pullulent. Le présent rapport se limitera à deux d'entre eux. Cependant, il faut se rappeler que les solvants regroupent une gamme de produits dont les effets sur l'environnement sont aussi variés que les produits eux-mêmes, sans oublier les effets de synergie qui n'ont pas encore été mentionnés (Toms, 1975). Pour n'en citer que quelques-uns, voici certains produits très répandus dans l'industrie: les détergents anioniques, cationiques et non ioniques, les éthers, le glycol et les surfactifs (Duthie, 1972; McNeely et al., 1980).

5.8 Les hydrocarbures

Les hydrocarbures comme le pétrole brut, les huiles et les graisses sont une source importante de pollution. Leur présence dans le fleuve est surtout attribuable à des déversement en cours de transport maritime, aux opérations de déchargement et au lavage des réservoirs de même qu'aux effluents industriels contenant des huiles et des graisses (MENVIQ, 1988).

Les hydrocarbures se définissent comme des composés organiques qui ne contiennent que du carbone et de l'hydrogène (McNeely et al., 1980). Cependant, on les rencontre dans l'environnement sous forme de pétrole brut, d'huiles et de graisses qui ne sont pas des substances chimiques de composition définie (McNeely et al., 1980). Ils peuvent en effet renfermer des milliers de composés organiques possédant différentes propriétés physiques, chimiques et toxicologiques (U.S. EPA, 1976). Ils peuvent être volatils ou non volatils, solubles ou non solubles, persistants ou facilement biodégradables (U.S. EPA, 1976). Dans le milieu aquatique, ils peuvent se présenter à l'état flottant, à l'état émulsifié ou en solution, s'il s'agit de fractions de pétrole solubles dans les lipides (McNeely et al., 1980).

Les pétroles flottants peuvent nuire à la réoxygénation des eaux et à la photosynthèse. Aussi, ils peuvent empêcher la respiration des insectes aquatiques qui prennent leur oxygène à la surface. Ils peuvent avoir également des conséquences néfastes sur les mammifères aquatiques et les oiseaux. Ainsi, les pétroles flottants peuvent envahir le plumage des oiseaux par contact, ce qui empêchent ces derniers de voler et de se nourrir (McNeely et al., 1980). Sous forme émulsifiée, les pétroles peuvent gêner les fonctions de l'épithélium des branchies des poissons et, par conséquent, la respiration de ces derniers. De plus, ils peuvent étouffer les algues et le plancton en les recouvrant (McNeely et al., 1980). Les pétroles sédimentés peuvent recouvrir le fond et suffoquer les organismes benthiques, recouvrir les débris où vivent les diatomées ou contaminer les frayères et les aires d'alimentation des poissons (McNeely et al., 1980).

Les fractions liposolubles du pétrole, et plus particulièrement les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), sont très toxiques pour les poissons et les autres organismes aquatiques (McNeely et al., 1980).

Les HAP sont hydrophobes et tendent à s'associer surtout à des matières organiques et inorganiques (CNRC, 1984). En conséquence, les concentrations de HAP dans les écosystèmes aquatiques sont généralement

très élevées dans les sédiments, intermédiaires dans le biote aquatique et plus faibles dans l'eau (CNRC, 1984).

L'effet des HAP sur les organismes aquatiques est variable. Ils stimulent la croissance de la plante aquatique Anabaena flos-aquae alors qu'ils inhibent la croissance et la photosynthèse chez l'algue Selenastrum capricornutum (Giddings, 1979). Il y a bio-amplification des HAP chez les organismes inférieurs comme l'escargot; mais les poissons peuvent habituellement métaboliser et dépurer assez rapidement ces composés, éliminant ainsi la bio-amplification comme mécanisme important (Hallett et Brecher, 1984). Les poissons possèdent des systèmes enzymatiques capables de métaboliser des composés organiques comme les HAP (CNRC, 1984), alors que les mollusques bivalves d'eau douce n'ont aucune activité enzymatique. Par contre, la métabolisation qui empêche la bio-accumulation dans les organismes supérieurs convertit un grand nombre de HAP précancérigènes en leur forme finale cancérigène (CNRC, 1984).

En outre, les HAP sont considérés mutagènes et tératogènes (Casarett et Doull, 1975). Ils sont très lipophiles et leurs concentrations peuvent être très élevées dans certains organismes. Les HAP agissent au niveau de la cellule en se concentrant dans les lipides du cytoplasme et en brisant le protoplasme (Maurin, 1978). Par exemple, des anomalies histologiques et squelettiques ont été remarquées chez les alevins de la truite arc-en-ciel élevés dans des concentrations aqueuses contenant aussi peu que 0,08 ug/l de HAP (Hose et al., 1984).

Enfin, il faut aussi tenir compte des dommages et des coûts imputables aux marées noires. Ils comprennent l'incidence esthétique sur les plages recouvertes de pétrole, l'incidence économique de la baisse du tourisme dans la localité souillée, le coût du pétrole perdu et ceux du nettoyage, les incidences sur la pêche commerciale et sportive et les effets à court et à long termes sur la faune et la flore (MENVIQ, 1988).

5.9 Les sels minéraux

Les matériaux de déglaçage utilisés sur les routes et dans les municipalités, c'est-à-dire le chlorure de calcium et le chlorure de sodium, aboutissent directement ou indirectement dans le réseau fluvial (MENVIQ, 1988). Les ions chlorure sont les premiers à atteindre les eaux souterraines et de surface parce qu'ils sont plus mobiles que les ions calcium et sodium, temporairement retenus par échange ionique (Bergeron, 1974).

L'ion chlorure est l'un des principaux constituants de la plupart des eaux. Même si l'anion prédomine dans les systèmes marins, les bassins fermés et certains étangs, comme le lac à la Tortue dans la région de Shawinigan, il est rarement présent dans les bassins hydrographiques ouverts tels que les lacs, les rivières et le fleuve (Odum, 1971; Bergeron, 1974).

En eau douce, la vie s'est adaptée à une salinité inférieure à 0,5 ppm et, par conséquent, les ions chlorure, calcium et sodium ainsi que les autres sels biogènes deviennent des facteurs limitants pour les organismes

aquatiques (Odum, 1971). Ceux-ci ont beaucoup de difficulté à contrôler leurs échanges osmotiques. Puisque leur concentration interne en sels est plus élevée que celle du milieu ambiant, ils sont dits hypertoniques (l'eau a tendance à traverser les membranes semi-perméables de l'organisme par osmose). L'organisme aquatique n'a plus qu'à éliminer l'eau par ses vaccuoles contractiles, dans le cas des protozoaires, ou par ses reins, dans le cas des poissons. Donc, la régulation osmotique repose sur la différence de la teneur en sels biogéniques qui existe entre l'organisme aquatique et le milieu ambiant (Odum, 1971).

Par exemple, une eau plus chargée en sels affecterait la régulation osmotique ce qui, d'une part, limiterait les échanges osmotiques des poissons au travers des membranes semi-perméables des branchies et, d'autre part, perturberait l'équilibre métabolique et ionique du sang (Odum, 1971). A court terme, l'espèce disparaîtrait.

5.10 La chaleur

Les changements de température à la sortie d'une centrale thermique ou d'un canal de rejet d'eaux usées municipales peuvent modifier la communauté aquatique existante.

D'abord, la prédominance des algues change: elle passe des diatomées aux algues vertes, puis aux algues bleues-vertes à mesure qu'augmente la température (Cairns, 1956). Ensuite, les populations de poissons changent elles aussi: elles passent des espèces d'eau froide à des espèces d'eau chaude à mesure que la température devient léthale. La chaleur réduit l'activité, change le comportement et limite la reproduction (Brett, 1960). Par exemple, la chaleur attire dans le fleuve plusieurs espèces de poissons vidangeurs tels que la barbue de rivière, le bar perche, la couette, le suceur ballot et le suceur blanc (MENVIQ, 1988).

La pollution thermique détruit la faune et la flore benthique, indispensables au recyclage de la matière organique. Même si la limite supérieure de tolérance pour une structure de population benthique équilibrée est généralement plus élevée que celle des poissons, il est impossible pour le benthos de fuir les zones où règnent des températures intolérables (Dickson, 1976).

Au niveau de l'écosystème, l'exposition chronique à une température légèrement plus élevée dans des eaux riches en matière organique se traduit par une augmentation de la productivité (Dickson, 1976). En revanche, une diminution de la diversité des espèces est remarquée.

Finalement, la hausse des températures occasionne des modifications uniquement locales de la communauté aquatique (Munn, 1984).

5.11 Les radionucléides

La contamination des eaux du fleuve par des radionucléides artificiels provient de la centrale thermonucléaire de Gentilly et, dans une moindre

mesure, des hôpitaux et des laboratoires. Les principaux contaminants rejetés sont ^{137}Cs, ^{131}I, ^{60}Co et ^{3}H.

La plupart des radionucléides sont peu solubles et sont rapidement sorbés sur la surface de particules solides. Ainsi, les niveaux de radioactivité dans les eaux naturelles sont habituellement faibles. C'est le cas du césium qui est fortement sorbé par les sédiments de fond, plus particulièrement par les particules de minéraux argileux (Francis et Brinkley, 1976).

Mais, comme pour toutes les autres formes de stress sur le milieu aquatique, les apports en radionucléides entraînent une diminution de la diversité de la faune et de la flore.

A l'instar des métaux lourds, ils peuvent être toxiques et leur bio-accumulation dans les biocénoses aquatiques variera en fonction du radioélément présent, du niveau trophique et de l'espèce considérée (Brown, 1975). De plus, la radioactivité n'affecte en rien les phénomènes de bioconcentration par les organismes vivants. Donc, certains consommateurs, comme les oiseaux aquatiques et les poissons piscivores, sont susceptibles de présenter des effets dus aux radiations sans jamais y avoir été directement exposés.

En général, les radiations sont nuisibles aux organismes vivants, car elles détériorent les molécules et, par conséquent, les cellules. Elles peuvent avoir les répercussions suivantes sur les organismes vivants (McNeely et al., 1980):

- des modifications du comportement;
- une accélération ou une inhibition de la croissance;
- une diminution de la fécondité;
- des lésions aux organes et tissus;
- des anomalies du développement;
- une baisse de longévité;
- la mort.

En plus de ces modifications somatiques, elles peuvent aussi provoquer des modifications génétiques qui affecteront plusieurs générations.

Les quatre formes de radiation émises par les radionucléides qui ont une influence sur les biocénoses sont (McNeely et al., 1980):

- les rayons alpha qui sont des ions hélium;

- les rayons beta, formés d'un flot d'électrons voyageant à haute vitesse;

- les rayons gamma, à savoir des radiations ionisantes qui traversent le matériel biologique et peuvent produire des effets ionisants sur une longue période;

- les neutrons, des particules neutres qui, comme un chien dans un jeu de quilles, désorganisent les molécules en transformant les atomes stables en radioisotopes instables.

D'une manière générale, la sensibilité aux radiations ionisantes est directement proportionnelle à la taille des noyaux cellulaires ou, plus précisément, au volume chromosomique ou au contenu en acide désoxyribonucléique (ADN) des noyaux. Donc, plus l'organisme est simple, moins il est sensible aux radiations (Brown, 1975).

En outre, des études montrent que les tissus ou organes méiotiques ou mitosotiques (niveau élevé de production cellulaire, comme la moelle osseuse des mammifères marins et des oiseaux aquatiques) sont beaucoup plus affectés par la radiation (Odum, 1971). De la même manière, les organismes en pleine croissance affichent des niveaux plus élevés d'anomalies du développement à la suite d'une exposition aux radiations ionisantes.

Enfin, pour les écologistes, les radionucléides ont tout de même une utilité scientifique. En effet, ils sont utilisés comme traceurs pour mesurer les transferts d'énergie dans la chaîne trophique, les phénomènes de bio-amplification et la cyclicité des écosystèmes (Odum, 1971). De plus, les biologistes les emploient pour étudier l'évolution des organismes vivants.

BILBIOGRAPHIE

ANDERSON, P.D. et S. D'Apollonia (1978): "Aquatic Animals", **Principles of Ecotoxicology**. Scientific Committee on Problems of the Environment, n° 12, International Council of Scientific Unions, John Wiley and Sons, Chichester, pp. 187-222.

BALL, R.C. et G. Bahr (1975): "Intensive Survey: Red Cedar River, Michigan", **River Ecology**. Studies in Ecology, Vol. 2, University of California Press, Berkeley, pp. 431-461.

BERGERON, J.F. (1974): **Le déclin écologique des lacs et cours d'eau des Laurentides**. Parti pris, Collection aspects, n° 25, Montréal, 158 pages.

BERGERON, R. (1986): **Érosion, glissements de terrain et coulées argileuses**. Direction des opérations, Ministère de l'Environnement du Québec, contribution au bilan de l'environnement, 7 pages.

BODALY, R.A., D.M. Rosenberg, M.N. Gadoury, R.E. Hecky, R.W. Newbury et K. Patalas (1984): "Ecological Effects of Hydroelectric Development in Northern Manitoba, Canada: The Churchill-Nelson River Diversion", **Effects of Pollutants at the Ecosystem Levels**. Scientific Committee on Problems of the Environment, n° 22, International Council of Scientific Unions, John Wiley and Sons, Chichester, pp. 273-310.

BRETT, J.R. (1960): "Thermal Requirements of Fish - Three Decades of Study, 1940-1970", **Biological Problems in Water Pollution**. Public Health Service, U.S. Department of Health, Education and Welfare.

BREZONICK, P.L. (1972): "Nitrogen: Sources and Transformations in Natural Waters", **Nutrients in Natural Waters**. Environmental Science and Technology Series, John Wiley and Sons, New York, pp. 1-50.

BROOKS, A.S. et G.L. Seegert (1977): **The Effect of Intermittent Chlorination on the Biota of Lake Michigan**. Center fo Great Lakes Studies, University of Wisconsin, Milwaukee, Wisconsin, Special Report n° 31.

BROWN, V.M. (1975): "Fishes", **River Ecology**. Studies in Ecology, Vol. 2, University of California Press, Berkeley, pp. 199-229.

BRUNGS, W.A. (1973): "Effects of Residual Chlorine on Aquatic Life", **Journal of Water Pollution Control Federation**. N° 45, pp. 2180-2193.

CAILLEUX, A. (1976): **Géologie générale: terre, lune et planètes**. Fides-Masson, Montréal-Paris, 346 pages.

CAIRNS, J. (1956): "Effects of Increased Temperatures on Aquatic Organisms", **Industrial Wastes**. N° 1, pp. 150-152.

CASARETT, L.J. et J. Doull (1975): **Toxicology, the Basic Science of Poisons**. Macmillan Publishing Co., New York, 769 pages.

CNRC (1984): **Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le milieu aquatique: formation, sources, devenir et effets sur le biote aquatique.** Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa, CNRC N° 18982, 218 pages.

DAJOZ, R. (1975): Précis d'écologie. **Écologie fondamentale et appliquée,** Gauthier-Villars, Paris, 549 pages.

DICKSON, D.R. (1976): **Pollution thermique de l'environnement aquatique.** Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa, CNRC N° 14110, 68 pages.

DUTHIE, J.R. (1972): "Detergent Developments and Their Impact on Water Quality", **Nutrients in Natural Waters.** Environmental Science and Technology Series, John Wiley and Sons, New York, pp. 333-352.

FOX, M.E. et S.R. Joshi (1984): "The Fate of Pentachlorophenol in the Bay of Quinte, Lake Ontario", **Journal of Great Lakes Resources.** N° 10, pp. 190-196.

FRANCIS, C.W. ET F.S. Brinkley (1976): "Preferential Adsorption of ^{137}Cs to Micaceous Minerals in Contaminated Freshwater Sediments", **Nature.** London, N° 260, pp. 511-513.

GIDDINGS, J.M. (1979): "Acute Toxicity to **Selenastrum capricornutum** of Aromatic Compounds from Coal Conversion", **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.** N° 23, pp. 360-364.

GOLTERMAN, H.L. (1975): **Physical Limnology.** Development in Water Sciences, n° 2, Elsevier Scientific Publishing Company, 489 pages.

GOULDEN, P.D. (1972): "The Chemical Analysis of Nutrients", **Nutrients in Natural Waters.** Environmental Science and Technology Series, John Wiley and Sons, New York, pp. 126-146.

HALLETT, D.J. et R.W. Brecher (1984): "Cycling of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the Great Lakes Ecosystem", **Toxic Contaminants in the Great Lakes.** John Wiley and Sons, Toronto, pp 213-238.

HOLLISTER, T.A., G.E. Walsh et J. Forester (1975): "Mirex and Marine Unicellular Algae: Accumulation, Population Growth and Oxygen Evolution", **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.** N° 14, pp. 753-759.

HOLM, H.W. et M.F. Cox (1974): **Mercury in Aquatic Systems: Methylation, Oxido-Reduction and Bioaccumulation.** U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. EPA-660/3-74-021.

HOSE, J.E., J.B. Hannah, H.W. Puffer et M.L. Landolt (1984): "Histologic and Skeletal Abnormalities in Benzo-Pyrene-Treated Rainbow Trout Alevins", **Archive of Environmental Contamination and Toxicology.** N° 13, pp 675-684.

HUTZIGER, O., S. Safe et V. Zitko (1974): **The Chemistry of PCBs.** CRC Press, Cleveland, Ohio.

KERR, P.C., D.L. Brockway, D.F. Paris et W.M. Sanders III (1972): "The Carbon Cycle in Aquatic Ecosystems", **Nutrients in Natural Waters.** Environmental Science and Technology Series, John Wiley and Sons, New York, pp. 101-124.

KLEIN, W. et I. Scheunert (1978): "Biotic Process", **Principles of Ecotoxicology.** Scientific Committee on Problems of the Environment, n° 12, International Council of Scientific Unions, John Wiley and Sons, Chichester, pp. 37-71.

KOBYLINSKI, G.J. et R.J. Livingston (1975): "Movement of Mirex from Sediments and Uptake by the Hogchoker, **Trinectes maculatus**", **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.** N° 14, pp. 692-698.

KRAMER, J.R., S.E. Herbes et H.E. Allen (1972): "Phosphorus: Analysis of Water, Biomass and Sediments", **Nutrients in Natural Waters.** Environmental Science and Technology Series, John Wiley and Sons, New York, pp. 51-100.

LANDSBERG, H.E. (1981): **The Urban Climate.** International Geophysics Series, Vol. 28, Academic Press, New York, 277 pages.

LEVESQUE, F. ET C. Pomerleau (1986): **Contamination de la chair de certaines espèces de la faune aquatique et amphibienne du lac Saint-Pierre par les biphényles polychlorés, le mirex et le mercure (1983-1984).** Service des espèces d'eau fraîche, Direction de la faune aquatique, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Rapport technique 86-01.

LLOYD, D.S. (1985): **Turbidity in Fresh Water Habitats of Alaska: A Review of Published and Unpublished Literature Relevant to the Use of Turbidity as a Water Quality Standard.** Habitat Division, Alaska Department of Fisheries and Game, Juneau, Alaska. Rep n° 85-1.

MARIE-VICTORIN, F.E.C. ET F. Alexandre E.C. (1964): **Flore laurentienne.** Les presses de l'Université de Montréal, 2e édition revue et mise à jour, 926 pages.

MAURIN, C. (1984): "Accidental Oil Spills: Biological and Ecological Consequences of Accidents in French Waters on Commercially Exploitable Living Marine Resources", **Effects of Pollutants at the Ecosystem Levels.** Scientific Committee on Problems of the Environment, n° 22, International Council of Scientific Unions, John Wiley and Sons, Chichester, pp. 311-364.

MCALLISTER, D.E. et E.J. Grossman (1973): **Poissons de pêche sportive d'eau douce du Canada.** Musée national des sciences naturelles, Musées nationaux du Canada, Collection d'histoire naturelle, n° 1, Ottawa, 108 pages.

MCKEE, P.M., R.P. Scroggins et D.M. Casson (1984): **Chlorinated Phenols in the Aquatic Environnement.** Scientific Criteria Document for Standart Development, n° 2-84, Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario.

MCLEAY, K.J., G.L. Ennis, I.K. Birtwell et G.F. Hartman (1984): **Effects on Arctic Grayling (Thymallus arcticus) of Prolonged Exposure to Yukon Placer Mining Sediment: A Laboratory Study.** Canadian Technical Report on Fisheries and Aquatic Sciences, n° 1241, West Vancouver, British Columbia, 96 pages.

MCNEELY, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer (1980): **Références sur la qualité des eaux: Guide des paramètres de la qualité des eaux.** Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa, 101 pages.

MENVIQ (1988): **L'environnement au Québec: Un premier bilan, Document technique.** Direction des communications et de l'éducation, Ministère de l'Environnement du Québec, Envirodoq 880090, 430 pages.

MENVIQ (1988): **L'environnement au Québec: Un premier bilan, Synthèse.** Direction des communications et de l'éducation, Ministère de l'Environnement du Québec, Envirodoq 880091, 96 pages.

METCALF, R.L., J.P. Kapoor, P.Y. Lu, C.K. Schuth et P. Sherman (1973): "Model Ecosytem Studies of the Environmental Fate of Six Organochlorine Pesticides", **Environmental Health and Perspectives.** n° 4, pp. 35-44.

METCALF, R.L., J.R. Sanborn, P.Y. Lu et D. Nye (1975): "Laboratory Model Ecosytem Studies of the Degradation and Fate of Radiolabeled Tri-, Tetra- and Pentachlorobiphenyls Compared with DDE", **Archive Environmental Contamination and Toxicology.** n° 3, pp. 151-165.

MILLEMANN, R.E., W.J. Birge, J.A. Black, R.M. Cushman, K.L. Daniels, P.J. Franco, J.M. Giddings, J.F. McCarthy et A.J. Stewart (1984): "Comparative Acute Toxicity to Aquatic Organism of Components Coal-Derived of Synthetic Fuels", **Trans-Antlantic American Fisherman Society.** N° 113, pp. 74-85.

MUNN, R.E. (1978): "Physical and Chemical Changes in the Environment with Indirect Biological Effects", **Principles of Ecotoxicology.** Scientific Committee on Problems of the Environment, n° 12, International Council of Scientific Unions, John Wiley and Sons, Chichester, pp. 295-312.

NORSTROM, R.J., D.J. Hallet et R.A. Sonstegard (1978): "Coho Salmon (**Oncorhynchus kisutch**) and Herring Gulls (**Larus argentatus**) as Indicators of Organochlorine Contamination in Lake Ontario, **Journal of Fisheries Ressource Board of Canada.** N° 35, pp. 1401-1409.

ODUM, E.P. (1971): **Fundamentals of Ecology.** Saunders College Publishing, Third edition, Philadelphia, 575 pages.

PÊCHES ET ENVIRONNEMENT CANADA (1977): **La qualité des eaux de surface au Canada: Un aperçu.** Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa, 51 pages.

PEGUY, C.P. (1970): **Précis de climatologie.** Masson et Cie, 2e édition revue et augmentée, Paris, 469 pages.

PROVENCHER, M. (1977): **Étude du phytoplancton du fleuve Saint-Laurent et de ses tributaires.** Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Rapport technique n° 9, 270 pages.

PRUITT, G.W., B.J. Grantham et R.H. Pierce (1977): "Accumulation and Elimination of Pentachlorophenol by the Bluegill, **Lepomis macrochirus**", **Trans-American Fisherman Society.** N° 106, pp. 462-465.

SKRYPECK, J. (1972): "Why We Worry about Wetlands", **The Minnesota Volunter.** September - October 1972.

SLOTERDIGK, H. (1977): **Accumulation des métaux lourds et des composés organochlorés dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent.** Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Rapport technique n° 7, 181 pages.

SORENSEN, D.L., M.M. McCarthy, E.J. Middlebrooks et D.B. Porcella (1977): **Suspended and Dissolved Solids Effects on Fresh Water Biota: A Review.** U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon. EPA-600/3-77-042.

SPRAGUE, J.B. et D.E. Drury (1969): "Avoidance Reaction of Salmonid Fish to Representative Pollutants", **Journal of Fisherie Resource Board of Canada.** N° 26, pp. 169-179.

TOMS, R.G. (1975): "Management of River Water Quality", **River Ecology.** Studies in Ecology, Vol. 2, University of California Press, Berkeley, pp. 538-564.

U.S. EPA (1976): **Quality Criteria for Water.** Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA-440/9-76/023.

U.S. EPA (1985): **Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and their Uses.** Office for Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

WILHM, J.H. (1975): "Biological Indicators of Pollution", **River Ecology.** Studies in Ecology, Vol. 2, University of California Press, Berkeley, pp. 375-402.

WITTON, B.A. et P.J. Say (1975): "Heavy Metals", **River Ecology.** Studies in Ecology, Vol. 2, University of California Press, Berkeley, pp. 286-311.

YOUNG, D.R., D.J. McDermott et T.C. Heeson (1976): "Marine Inputs of Polychlorinated Biphenyls off Southern California", **National Conference on Polychlorinated Byphenyls.** november 19-21, 1975, Chicago, Illinois, F.A. Ayers (compiler). Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., pp. 199-208.